

改良 SBR 工艺实现生活污水除磷与半亚硝化

周元正¹, 李冬^{1*}, 苏东霞¹, 张功良¹, 张肖静², 梁瑜海¹, 张杰^{1,2} (1.北京工业大学, 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2.哈尔滨工业大学, 城市水资源与水环境国家重点实验室, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要: 常温条件下(20~25℃), 采用序批式反应器(SBR), 应用改进后的运行策略: 进水、厌氧搅拌、曝气搅拌、静置沉淀、排水、选择性排泥、污泥床缺氧搅拌, 控制污泥龄为 20d, 溶解氧为 0.2~0.5mg/L, 实现单污泥系统同步除磷亚硝化的稳定运行。结果表明: 总磷去除率为 95.9%~97.1%, 出水总磷浓度为 0.1~0.4mg/L, 好氧阶段氨氮去除容积负荷为 0.242kg N/(m³·d), 出水氨氮和亚硝酸盐氮的比值约为 1:1, 可以为后续的厌氧氨氧化提供合适的进水。

关键词: 生活污水; 除磷; 亚硝化; 改进策略; SBR

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2015)05-1351-08

Partial nitrification and phosphorus removal in improved SBR process treating domestic wastewater. ZHOU Yuan-zheng¹, LI Dong^{1*}, SU Dong-xia¹, ZHANG Gong-liang¹, ZHANG Xiao-jing², LIANG Yu-hai¹, ZHANG Jie^{1,2} (1.Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2.State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China). *China Environmental Science*, 2015,35(5): 1351~1358

Abstract: The stable operation of dephosphorization-nitrosation was realized by a sequencing batch reactor (SBR) with improved operating strategy at normal temperature (20~25℃). The operating strategy include water loading, anaerobic mixing, aeration mixing, settling, drainage, selective sludge discharging and sludge bed anoxic mixing. In addition, the sludge age was 20d and the dissolved oxygen was 0.2~0.5mg/L. The results showed that the TP removal rate was 95.9%~97.1% and the volumetric load of ammonium removal during aeration phase was 0.242kg N/(m³·d). The effluent of dephosphorization-nitrosation with the TP was 0.1~0.4mg/L and the ratio of ammonia nitrogen and nitrite nitrogen was about 1:1, which was appropriate for the influent of anaerobic ammonium oxidation process.

Key words: domestic wastewater; dephosphorization; nitrosation; improved strategies; SBR

传统生物脱氮工艺通过硝化和反硝化作用达到脱氮的目的, 而反硝化菌要以有机物作为电子供体, 因此, 实现总氮的去除需要一定量的有机碳源。而部分城市污水经过初沉池之后碳氮比较低, 难以满足反硝化细菌对碳源的需求^[1]。短程硝化是近几年发展起来的一种新型脱氮技术, 其与厌氧氨氧化技术组合而成的自养脱氮工艺与传统的全程硝化反硝化工艺相比, 无需外加碳源同时污泥产量少、可减少需氧量^[2], 进而节省运行费用和基建费用, 具有显著的可持续性与经济效益^[3]。针对生活污水碳源不足的特点, 有研究者提出了强化生物除磷、亚硝化和厌氧氨氧化为耦合的污水再生全流程工艺, 并提出了组合各

个单元, 建立更简洁、高效、低耗的城市污水再生全流程工艺的展望^[4]。强化生物除磷工艺(EBPR)包括厌氧释磷和好氧吸磷过程, 即在厌氧条件下, 聚磷菌(PAOs)利用体内多聚磷酸盐分解释放能量, 吸收挥发性脂肪酸, 并以聚羟基脂肪酸酯(PHA)的形式储存于体内; 好氧条件下, PAOs以PHA作为碳源和能量, 过量吸收磷酸盐并在体内合成多聚磷酸盐, 最终通过排放剩余污泥而达到除磷的目的^[5]。

收稿日期: 2014-09-29

基金项目: 国家科技重大专项-水专项(2012ZX07202-005); 国家自然科学基金(51222807); 北京市市长城学者计划

* 责任作者, 教授, lidong2006@bjut.edu.cn

基于以上分析,提出了 SBR 同步除磷亚硝化+Anammox-SBR 组合工艺处理低碳氮比城市生活污水,以最简约、最灵活的方式实现自养生物脱氮与除磷,同时无需投加外碳源.该组合工艺在 SBR 同步除磷亚硝化系统中实现半亚硝化(即出水 $C_{\text{NO}_3^--\text{N}}/C_{\text{NH}_4^+-\text{N}}$ 约为 1)和生物除磷,随后出水进入 Anammox-SBR 反应器进行自养脱氮.本文主要通过改良 SBR 的运行策略,研究如何实现 SBR 同步除磷亚硝化,同时研究系统内亚硝化和除磷特性.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验采用 SBR 反应器,试验装置如图 1 所示.反应器由有机玻璃制成,高 35cm,直径 25cm,有效容积 15L,换水比为 67%.反应器底部安装内径为 14cm 的曝气盘进行微孔曝气,由曝气泵及气体流量计控制曝气量.反应器内置搅拌机,以保证泥、水、气混合均匀;还有虹吸排泥器,用以排除污泥床不同深度的污泥.此外反应器内还安置在线 pH、DO 探头,保证各参数的实时在线监测.进出水及曝气均采用自动控制.

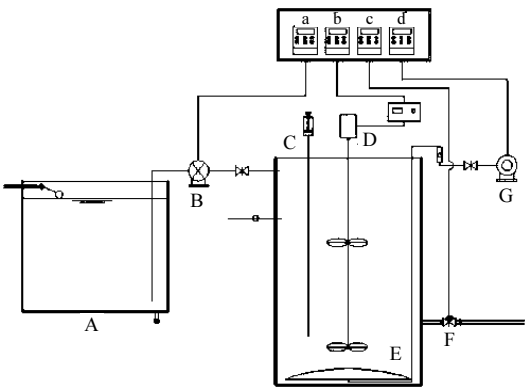


图 1 反应器装置示意

Fig.1 Schematic diagram of the experimental equipment

A:进水箱 B:进水泵 C:虹吸排泥器 D:搅拌设备 E:曝气盘
F:排水管路电磁阀 G:曝气泵 a、b、c、d:分别为进水、排水、搅拌、曝气的自动控制系统

1.2 接种污泥与试验用水

接种污泥取自实验室一 A/O 除磷系统,共接种污泥 15L,MLSS 为 5000mg/L.

试验用水取自北京某大学教工家属区化粪池中的生活污水,不再另外投加任何其它物质,水质情况见表 1.

表 1 试验水质情况
Table 1 Wastewater characteristics

项目	NH_4^+-N (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)	TP (mg/L)	pH 值	COD (mg/L)	BOD_5 (mg/L)	碱度(mg/L) (以 CaCO_3 计)	SS (mg/L)
范围	70~85	<1	7~10.5	7.0~7.8	200~350	120~150	550~610	76~114

1.3 试验方法

1.3.1 SBR 反应器试验方法 在常规 SBR 运行方法的基础上,加入一些改进策略,如洗泥、选择性排泥和污泥床缺氧搅拌.洗泥是为防止上一周期残余的高浓度亚硝酸盐对下一周期的反应造成影响,即排水后在反应器中注满自来水,沉淀 0.5h 后排出上清液,以稀释残留混合液中亚硝酸盐的浓度.选择性排泥即使用虹吸排泥器,排出沉淀后污泥床不同深度的污泥,本试验采用的是排污泥床表层污泥(表层污泥指污泥床厚度 10% 以内的上层污泥).污泥床缺氧搅拌即沉淀排水排泥后对污泥床进行缺氧搅拌,即利用高污泥浓度

条件下的反硝化将残留的亚硝酸盐氮还原成氮气,保证下一个周期释磷阶段的完全厌氧环境.

试验主要分为 4 个阶段,前 3 个阶段属于启动部分,后一个阶段属于稳定运行部分,连续运行.采用 SBR 的运行方式,包括进水、厌氧搅拌、曝气搅拌、静置沉淀、排水、排泥、污泥床缺氧搅拌.具体运行工况详见表 2.

1.3.2 污泥床表层污泥和底层污泥释磷对比试验方法 为探究污泥床中表层污泥和底层污泥菌群中聚磷菌对有机物的利用率的差异性,在碳源充足的条件下比较污泥床表层污泥与底层污泥的消耗单位浓度 COD 释磷量($\Delta C_{\text{TP}}/\Delta C_{\text{COD}}$).

具体操作方法为:于沉淀排水后,取污泥床表层污泥和底层污泥各 100mL 置于两个相同的 400mL 烧杯内.以乙酸钠作为碳源,并用 0.5mol/L 的 HCl 溶液和 0.5mol/L 的 NaOH 溶液调节 pH 值为(7.5 ±0.05),控制温度为(22.0 ±0.5)℃.并配置相同浓度的乙酸钠溶液,调配至相同的 pH 值,在相同条

件下厌氧搅拌进行空白对照.每隔一段时间取样测定 COD、总磷(TP)、三氮浓度,直至释磷达到最大值时,计算消耗单位 COD 释磷量,从而反映污泥床中表层污泥和底层污泥菌群中聚磷菌对有机物的利用率的差异性.在 SBR 反应器运行稳定的情况下,进行 3 次平行试验.

表 2 反应器运行工况
Table 2 Operational conditions of the reactor

阶段	洗泥 (min)	进水 (min)	厌氧 (min)	曝气 (min)	沉淀 (min)	排水 (min)	排泥 (min)	缺氧 (min)	DO (mg/L)	SRT (d ⁻¹)	Time (d)	
启动	I	30	2	60	240	60	10	5	0	1.0~1.5	+∞	1~9
	II	30	2	60	240	60	10	5	0	0.2~0.5	+∞	10~22
	III	30	2	240	240*	60	10	5	0	0.2~0.5	20	23~35
稳定运行	IV	—	2	240	240*	60	10	5	60	0.2~0.5	20	35~61

注:文中*表示以该浓度为基准进行微调

1.3.3 以 NO₂⁻为电子受体的吸磷试验 为探究污泥系统中是否存在以 NO₂⁻为电子受体的反硝化聚磷菌(P_n/P_{Nn}、P_{ONn}),通过烧杯试验进行验证.在 1 个周期结束后,取 100mL 沉淀污泥,置于 400mL 烧杯内,并用蒸馏水洗泥 3 次.以乙酸钠作为碳源,以 NaNO₂ 作为 NO₂⁻供体,并用 0.5mol/L 的 HCl 溶液和 0.5mol/L 的 NaOH 溶液调节 pH 值为 7.5 ±0.05,控制温度为(22.0 ±0.5)℃.加入乙酸钠进行厌氧释磷,直至释磷达到最大值时,加入 NaNO₂(空白对照组不加).每隔一段时间取样测定 COD、总磷(TP)、三氮浓度,直至反应完全.

1.4 分析项目与方法

DO、温度、pH 值均采用 WTW 在线测定仪测定; COD 采用 COD 快速测定仪测定(5B-3C, 连华科技);总磷(TP)测定采用钼锑抗分光光度法;MLVSS 采用重量法测定.水样分析中 NH₄⁺-N 测定采用纳氏试剂光度法,NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)乙二胺光度法,NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法.其余水质指标均采用国标方法^[6].

本试验中 SRT 和单位浓度悬浮污泥亚硝酸盐氮生成速率(V_{NO₂⁻-N,VSS})按下式计算^[2,7-8]:

$$SRT = \frac{V_r \times VSS_r}{Q_{eff} \times VSS_{eff} + Q_{ex} \times VSS_{ex}}$$

$$\text{亚氮积累率(NAR)} = \frac{\Delta C_{NO_2^- - N} \times 100\%}{\Delta C_{NO_2^- - N} + \Delta C_{NO_3^- - N}}$$
$$\text{氨氧化率(AOR)} = \frac{\Delta C_{NH_4^+ - N} \times 100\%}{C_{NH_4^+ - N,inf}}$$

2 结果与讨论

2.1 SBR 同步除磷亚硝化的启动

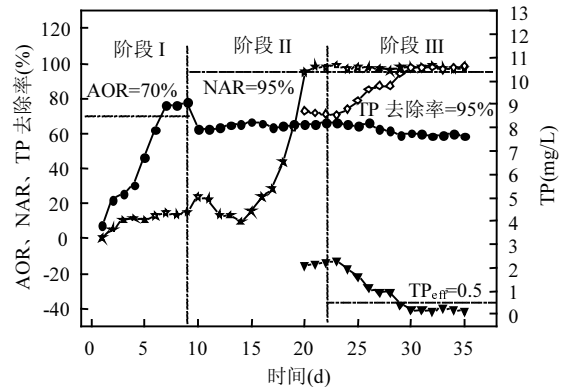


图 2 启动阶段关键参数的变化

Fig.2 Variation of the key parameters during the startup phase

◆ 氨氧化率(AOR) ◆ 亚硝酸盐氮积累率(NAR)
◇ TP 去除率 ▼ 出水总磷浓度(TP)

SBR 同步除磷亚硝化的启动共分为 3 个阶

段,图2表示关键参数氨氧化率(AOR)、亚氮积累率(NAR)和 TP(总磷)去除率在启动阶段的变化.

第 I 阶段:洗泥,进水 20min,厌氧搅拌 30min,曝气搅拌 4h,沉淀 1h,排水 20min.控制溶解氧 DO 为 0.5~1.5mg/L,当氨氧化率(AOR)达到 70%以上,标志第 I 阶段完成.

第 II 阶段:洗泥,进水 20min,厌氧搅拌 30min,曝气搅拌 4h,沉淀 1h,排水 20min.降低溶解氧 DO 为 0.2~0.5mg/L,当氨氧化率超过 60%,亚氮积累率(NAR)达到 95%以上,第 II 阶段完成.

第 III 阶段:洗泥,进水 20min,厌氧搅拌延长至 4h.曝气搅拌的时间以 10min 为单位进行微调,当氨氧化率小于 60%时,延长曝气搅拌的时间;当氨氧化率大于 60%时,缩短曝气时间;控制氨氧化率为 57%~63%.沉淀 1h,排水 20min,排污泥床表层污泥,控制污泥龄为 20d.保持溶解氧 DO 为 0.2~0.5mg/L,亚氮积累率达到 95%以上,出水磷含量小于 0.5mg/L,第 III 阶段完成,这也标志着以除磷和短程硝化为主导的微生物系统启动成功.

2.1.1 启动过程中亚硝化性能的变化 在接种污泥时,对污泥的初始亚硝化性状进行测定,控制 DO 浓度为 1.0~1.5mg/L,通入生活污水进行曝气,直至氨氮氧化完全,未发现亚氮积累.该测定结果说明初始污泥为全程硝化污泥,仅仅通过简单限氧很难在短期内实现亚氮积累,而且 NOB 对于低氧环境有一定的适应性.因此在初期的污泥驯化中,首先控制 DO 浓度为 1.0~1.5mg/L,直到 AOR 达到 70%,使 AOB(氨氧化细菌)、NOB(亚硝酸盐氧化细菌)均可得到快速增殖.自第 9d 起,开始进行限氧,控制 DO 浓度为 0.2~0.5mg/L,并且曝气时间不变,氨氧化率降低至 60%左右,残留的一部分氨氮使出水中存在一定质量浓度的游离氨(FA),利用低 DO 及出水 FA 对 NOB 的双重抑制,配合阶段 III 的排泥,将 NOB 淘汰出系统,实现短程硝化的启动.图 3 表示系统内 AOR、NAR 以及氮素浓度的变化.

由图 3 可知,在前 10d 高 DO(0.8~1.0mg/L)的运行中,出水中并没有出现明显的亚硝氮积累.此过程中氨氮全部转化为硝氮,AOR 逐渐上升,由最初的 19.5%上升至第 7d 时的 75.8%,可见

AOB 和 NOB 均得到了快速增殖.

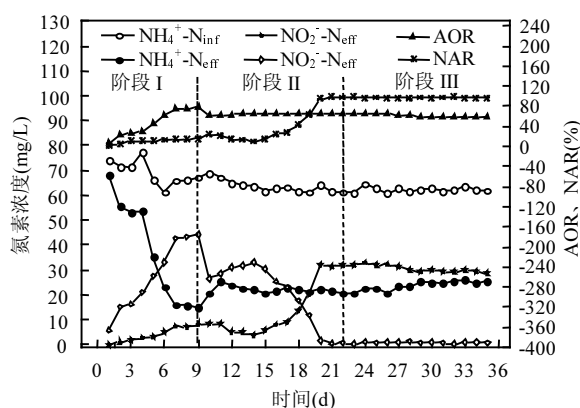


图3 启动阶段氮素浓度的变化

Fig.3 Variation of nitrogen concentration during the startup phase

自第 11d 起,降低 DO 至 0.3~0.5mg/L,这是由于 AOB 的氧饱和常数为 0.2~0.4mg/L,而 NOB 的氧饱和常数为 1.2~1.5mg/L^[9],可知 AOB 对氧具有较强的亲和力.低 DO 条件下大量的 AOB 优先获得溶解氧,而 NOB 由于缺少溶解氧使硝化作用减弱,从而限制了硝氮的产生,有利于亚氮的积累.此外,反应过程中始终有一定质量浓度的氨氮,通过公式^[10]:

$$\rho(\text{FA}) = \frac{17}{14} \frac{\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) \times 10^{\text{pH}}}{\exp[6.334/(273+t)] + 10^{\text{pH}}}$$

计算出 FA 的值在 0.14~0.82mg/L 之间,Anthonisen 等^[11]研究表明,当 FA 为 0.1~1.0mg/L 时,NOB 的活性开始受到抑制,因此此阶段反应过程中的 FA 也可以对 NOB 造成一定的抑制作用.低 DO 及反应过程中一定浓度的 FA(0.14~0.82mg/L)二者联合抑制了 NOB 的增殖,促进了 AOB 的富集,因此控制曝气时间不变,AOR 降低,平均值为 63.4%,至第 18d 时出现了亚氮的积累,NAR 为 43.7%.至第 22d 时,NAR 达 97.9%,亚硝化启动成功.

研究表明,从厌氧搅拌至曝气搅拌,亚硝酸盐氧化速率滞后于氨氧化速率,经历长期“饥饿”的 AOB 可以更多地利用氨产能,使其自身大量增殖^[12],此即 AOB 的“饱食饥饿”特性,而 NOB

不具有此种特性.所以,前置厌氧阶段更好的抑制了 NOB,加快了亚硝化的启动.

2.1.2 启动过程中除磷性能的变化 阶段 I 与阶段 II 的主要目标是富集 AOB,淘汰 NOB,不对系统中总磷的变化进行测定.从阶段 3 开始,延长厌氧时间,进行排泥.反应器中进水总磷(TP_{inf})、厌氧结束总磷(TP_{mid})、出水总磷(TP_{eff})以及 TP 去除率的变化如图 4 所示.

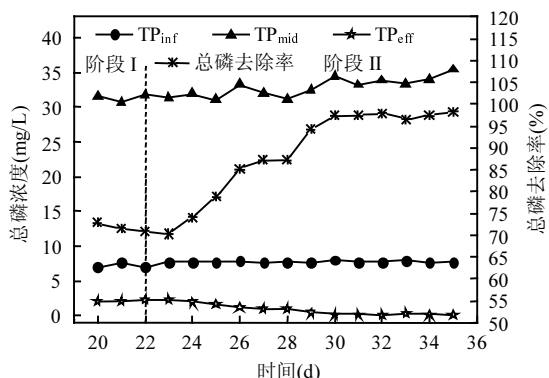


图 4 启动阶段总磷浓度的变化

Fig.4 Variation of the TP concentration during the startup phase

从第 22d 开始,系统进水 TP 含量维持稳定,出水 TP 含量不断降低,TP 去除率不断提高.直到第 30d,出水 TP 含量已经降低至 0.5mg/L 以下,去除率上升至 97.3%.延长厌氧时间有利于聚磷菌合成足够的 PHA,Barnard^[13]指出厌氧释磷是聚磷菌好氧过量吸磷的前提.如果聚磷菌不能充分吸收挥发性脂肪酸(VFA)合成 PHA,那么好氧条件下 PAOs 没有足够的 PHA 作为碳源和能量,不能过量吸收磷酸盐并在体内合成多聚磷酸盐,也就无法实现磷的高效去除.此外,选择性排泥对于优化除磷性能也起很大作用.

聚糖菌(GAOs)作为一种消耗挥发性脂肪酸(VFA)而又对磷的去除没有任何贡献的异养菌,被认为是导致除磷系统恶化的主要原因^[14].引入参数 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ ^[7]来研究 PAOs 和 GAOs 对碳源的竞争.通过烧杯试验,在相同条件下,比较污泥床表层污泥和底层污泥吸收单位浓度 COD 的释磷量的差异, $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 越高,表示聚磷菌对

有机物的利用率越高.图 5 表示污泥床表层污泥和底层污泥 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 的差异.

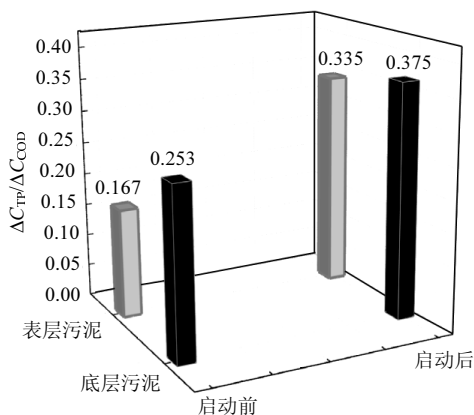


图 5 表层污泥与底层污泥 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 的对比

Fig.5 Comparison chart of $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ of the surface and bottom sludge

可以看出,底层污泥 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 的值高于表层污泥,这说明底层污泥聚磷菌对有机物的利用率更高.同时,启动后的 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 值明显高于启动前的 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 值.这是因为启动后经过长期的控制污泥龄和优化排泥方式,淘汰了聚糖菌,聚磷菌占据绝对优势.从实验结果来看,聚糖菌和聚磷菌沉淀性能的差异,与 Winkler^[7]在颗粒污泥实验中得到的结论相似.Winkler^[7]认为,聚糖菌和聚磷菌相比没有磷的释放与吸收,在曝气之后,聚磷菌通过吸收大量的磷,增加了比重,提高了其的沉降性能,所以出现了沉淀分离.除此之外,化学沉淀对于磷酸盐有很强的依赖性也被证实^[15-16].相比于聚糖菌,只有聚磷菌分泌磷酸盐,所以化学沉淀也增强了聚磷菌絮体的沉降性能.所以通过选择性排泥,改变聚磷菌和聚糖菌的选择压,提高聚磷菌竞争能力,从而有利于生物除磷的启动和稳定运行.

2.2 稳定运行过程中除磷和亚硝化性能的变化

图 6 表示稳定运行过程中进出水氮素、总磷的变化.包括进水氨氮浓度($NH_4^+-N_{inf}$)、进水亚硝酸盐氮浓度($NO_2^- - N_{inf}$)、出水氨氮浓度($NH_4^+-N_{eff}$)、出水亚硝酸盐氮浓度($NO_2^- - N_{eff}$)、出水硝酸盐氮浓度($NO_3^- - N_{eff}$)、亚硝酸盐氮积累

率(NAR)、进水总磷浓度(TP_{inf})、释磷结束总磷浓度(TP_{mid})、出水总磷浓度(TP_{eff})和总磷去除率。

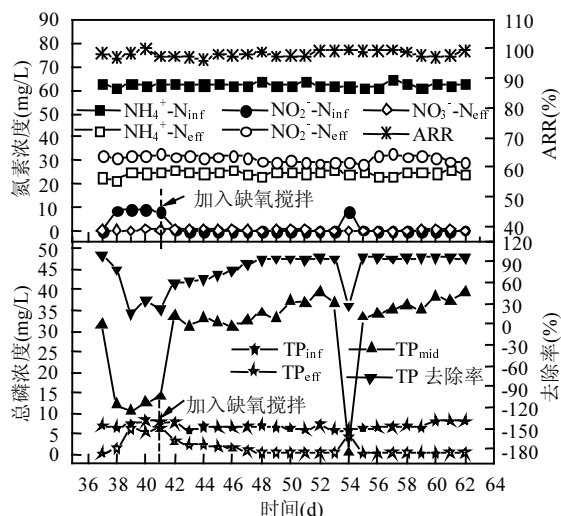


图6 稳定运行过程中氮素和总磷浓度变化

Fig.6 Variation of nitrogen and phosphorus concentration during the stable operation phase

如图6所示,在阶段IV开始不进行洗泥,上一周期产生的亚硝酸盐氮残留到下一个周期,导致进水亚硝酸盐浓度增加。一定浓度的亚硝酸盐对生物活性的抑制作用已被证实^[17-18]。Zeng^[19]在SBR反应器中发现,一定量的亚硝酸盐氮进入厌氧段,反硝化细菌与PAOs争夺碳源,导致PAOs吸收VFA和合成PHA的量减少,当亚硝酸盐氮的浓度达到10mg/L以上时,系统就会受到亚硝酸盐的影响,导致除磷性能恶化。此外,亚硝酸盐氮的存在对GAOs和PAOs的竞争造成影响,而PAOs更加敏感^[20],这将不利于PAOs在竞争保持优势。直到第40d,总磷去除率已经下降至21.3%,厌氧释磷量、好氧吸磷量都大幅度下降,出水总磷浓度上升至6.34mg/L。

从第41d起,在沉淀排水之后,对污泥床进行缺氧搅拌。第42d,进水亚硝酸盐氮浓度得到迅速降低,厌氧释磷量、好氧吸磷量都大幅度上升,直到第49d,总磷去除率上升至95.2%,出水总磷浓度保持在0.19~0.44mg/L,除磷性能得到恢复。图7表示在20d时,阶段IV典型周期中反应器内部氮素、总磷和COD的变化图。

由图7可知,系统具有很好的亚硝化性能,基本没有硝酸盐氮生成。出水亚硝酸盐氮和氨氮的比值接近1:1,符合厌氧氨氧化工艺的进水氮素比例。从长期运行结果来看,运行策略中的前置厌氧、低溶解氧、污泥龄(20d),都有利于抑制NOB,从而保证了亚硝化的稳定性。从图7可知,COD的去除出现明显的阶梯性,厌氧阶段降解大部分的有机物,剩余的有机物在好氧阶段得到了进一步降解,厌氧去除COD占去除总量的80.8%,好氧去除COD占去除总量的19.2%。同时可以看出厌氧阶段去除的COD集中在前120min,约占总厌氧阶段COD去除量的98%,并与释磷量最大点同时出现。分析其原因,生活污水中COD含量普遍不高,容易被降解的有机物如VFA在反应初期就被迅速地降解掉。水体中VFA的不足会抑制聚磷菌的释磷^[21],这也解释了厌氧阶段释磷量最大值与COD降解最大值为什么出现在同一时刻。在缺氧段,经过污泥床的反硝化作用,亚氮浓度由36.5mg/L降低至1.2mg/L。缺氧搅拌过程中,搅拌速度不宜过快,否则易混进空气中的氧气,破坏缺氧环境,以水平面不出现漩涡为宜。在反应器稳定运行过程中,如图6所示,当反应器运行到54d,因为缺氧搅拌速度过快,亚氮并没有在缺氧段得到还原,导致厌氧阶段不但没有释磷,反而出现吸磷现象。

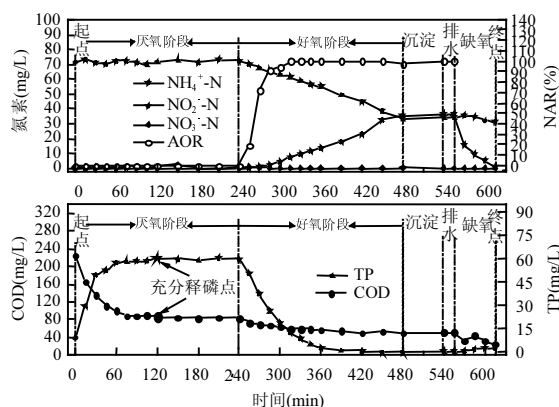


图7 典型周期污染物变化

Fig.7 Variation of pollutants in typical operational cycle

有研究表明^[22],根据对 O_2 、 NO_3^- 和 NO_2^- 电子受体的不同,PAOs共可被分为 P_0 、 P_N 、 P_n / P_{Nn} 、 P_{ON} 、

P_{ONn} 等五大类:其中 P_O 属于好氧 PAOs(APAO), P_N 和 P_{Nn} 属于 DPAOs,而 P_{ON} 和 P_{ONn} 为兼性 PAOs 微生物;兼性 PAOs 是生物除磷的主要贡献者,兼性 PAOs 菌比例越高,种类越丰富,除磷能力越强.在系统稳定运行至 61d 时,进行验证是否存在以 NO_2^- 为电子受体的反硝化聚磷菌(P_n/P_{Nn} 、 P_{ONn}) 的烧杯试验.图 8 表示烧杯内 COD、TP 和 NO_2^- -N 浓度的变化.

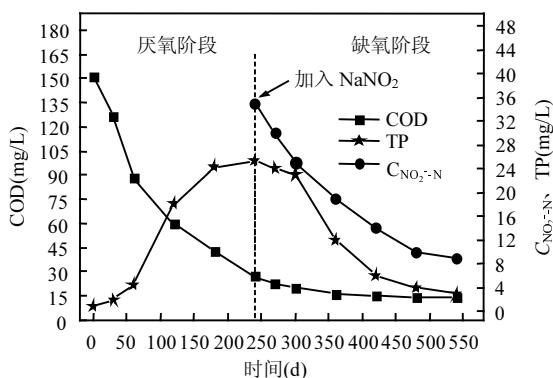


图 8 烧杯试验中污染物浓度的变化

Fig.8 Variation of pollutants in jar test

由图 8 所示,进入厌氧阶段 4h 以内,大部分的 COD 被快速去除,释磷量上升至 25.3mg/L,释磷完成.加入 $NaNO_2$ 以后,亚硝酸盐浓度瞬间提高至 35.1mg/L,4h 后持续降低至 12mg/L.随着亚硝酸浓度的降低,烧杯内出现吸磷现象,总磷浓度降低至 3mg/L.未加入 $NaNO_2$ 的空白对照组没有明显的吸磷现象.从图 8 可以看出,在加入 $NaNO_2$ 之后的 1h 以内,并没有立即产生明显的吸磷反应.分析其原因在于过高的亚硝酸浓度会抑制聚磷菌的吸磷.1h 以后,由于污泥中的异养反硝化细菌将亚硝酸盐降低至 25.3mg/L,才逐渐有吸磷反应.该抑制浓度高于某些研究中报道的抑制浓度^[23],原因在于污泥长期处在高亚硝酸盐氮浓度(30mg/L)下,对 NO_2^- 的毒害作用有一定的抵御能力.同时经过长期排泥,不能耐受高浓度亚硝酸盐抑制的微生物逐渐被淘汰出污泥系统.

3 结论

3.1 常温生活污水 SBR 同步除磷亚硝化启动策

略分为 3 个阶段:第 1 阶段采用高 $DO(0.5\sim 1.5)mg/L$,以 AOR 达到 70% 标志第一阶段完成.第 2 阶段采用低 $DO(0.2\sim 0.5)mg/L$,以 AOR 超过 60%,NAR 达到 95%标志第 2 阶段完成.第 3 阶段,延长厌氧搅拌时间至 4h,以 AOR 为 57%~63%控制曝气时间,选择性排污泥床表层污泥,控制 SRT 为 20d,以 TP 去除率达到 95%标志第 3 阶段完成.经过 31d 实现了生活污水 SBR 同步除磷亚硝化的启动.

3.2 SBR 同步除磷亚硝化能够高效运行的两个改进策略:(1)选择性排泥:通过烧杯试验发现,在启动前后,污泥床表层污泥聚磷菌对有机物的利用均低于底层污泥.启动前 $\Delta C_{TP}/\Delta C_{COD}$ 分别为 0.167 和 0.253,启动后分别为 0.335 和 0.375.通过排表层污泥,优化聚磷菌与其他异养菌之间的选择压,提高除磷性能.但是絮状污泥的沉淀分层的机理还需要进一步验证和研究.(2)后置污泥床缺氧搅拌:发现进水亚硝酸盐浓度超过 8.5mg/L 时,将对厌氧释磷产生抑制作用.采用后置污泥床缺氧搅拌,利用高污泥浓度下的反硝化将亚硝酸盐浓度降低至 2mg/L 以下,保证厌氧释磷得以完成.

3.3 由于长期处于高浓度亚硝酸盐的环境下,烧杯试验验证了反应器内存在以 NO_2^- -N 为电子受体的反硝化聚磷菌,对 NO_2^- -N 的耐受浓度为 25.3mg/L.反硝化聚磷菌的存在丰富了聚磷菌的种类,有利于除磷系统的稳定.

参考文献:

- [1] 马 斌,张树军,王俊敏,等. A/O 工艺实现城市污水半亚硝化与生物除磷 [J]. 哈尔滨工业大学学报, 2012,44(2):70-74.
- [2] 苏东霞,李 冬,张肖静,等. 曝停时间比对间歇曝气 SBR 短程硝化的影响 [J]. 中国环境科学, 2014,34(5):1152-1158.
- [3] 陈旭良.短程硝化—厌氧氨氧化工艺处理味精废水的研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2006.
- [4] 王俊安.厌氧好氧除磷厌氧氨氧化脱氮城市污水再生全流程研究 [D]. 北京:北京工业大学, 2010.
- [5] Oehmen A, Lemos P C, Carvalho G, et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale [J]. Water Research, 2007,41(11):2271-2300.
- [6] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:100-124.
- [7] Winkler M K H, Bassin J P, Kleerebezem R, et al. Selective

- sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures [J]. *Water Research*, 2011,45(11):3291-3299.
- [8] 张功良,李 冬,张肖静,等.低温低氨氮 SBR 短程硝化稳定性试验研究 [J]. *中国环境科学*, 2014,34(3):610-616.
- [9] Laanbroek H J, Bodelier P L E, Gerards S. Oxygen-consumption kinetics of nitrosomonas-europaea and nitrobacter-hamburgensis grown in mixed continuous cultures at different oxygen concentrations [J]. *Archives of Microbiology*, 1994,161(2):156-162.
- [10] 张宇坤,王淑莹,董怡君,等.游离氨和游离亚硝酸对亚硝态氮氧化菌活性的影响 [J]. *中国环境科学*, 2014,34(5):1242-1247.
- [11] Anthonisen A C, Loehr R C, Prakasam T B S, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid [J]. *Journal Water Pollution Control Federation*, 1976,48(5):835-852.
- [12] 李亚峰,秦亚敏,谢新立,等.间歇曝气条件下短程硝化的实现及影响因素研究 [J]. *环境工程学报*, 2011,5(7):1518-1521.
- [13] Barnard J L. Biological nutrient removal without addition of chemicals [J]. *Water Research*, 1975,9(5/6):485-490.
- [14] 由 阳. EBPR 系统中聚磷菌与聚糖菌的竞争和调控的基础研究 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2008.
- [15] Carlsson H, Aspegren H, Lee N, et al. Calcium phosphate precipitation in biological phosphorus removal systems [J]. *Water Research*, 1997,31(5):1047-1055.
- [16] Maurer M, Abramovich D, Siegrist H, et al. Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment [J]. *Water Research*, 1999,33(2):484-493.
- [17] Vadivelu V M, Keller J, Yuan Z G. Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched Nitrosomonas culture [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006,95(5):830-839.
- [18] Van Hulle S W H, Volcke E I P, Teruel J L, et al. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitrification process [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2007,82(5):471-480.
- [19] Zeng W, Yang Y Y, Li L, et al. Effect of nitrite from nitrification on biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(12):6657-6664.
- [20] Kuba T, Vanloosdrecht M C M, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal cod requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system [J]. *Water Research*, 1996,30(7):1702-1710.
- [21] Mino T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process [J]. *Water Research*, 1998,32(11):3193-3207.
- [22] 蒋铁锋.短程反硝化除磷工艺特征及运行效能研究 [D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2006.
- [23] Meinhold J, Arnold E, Isaacs S. Effect of nitrite on anoxic phosphate uptake in biological phosphorus removal activated sludge [J]. *Water Research*, 1999,33(8):1871-1883.

作者简介: 周元正(1990-),男,湖南株洲人,硕士研究生,研究方向为水质科学与水环境恢复技术。

《中国环境科学》2009~2013 年发表的论文中 20 篇入选“领跑者 5000”提名论文

《中国环境科学》2009~2013 年发表的论文中有 20 篇入选“精品期刊顶尖论文平台——领跑者 5000”提名论文。“领跑者 5000(F5000)”平台由中国科学技术信息研究所于 2013 年建设,旨在集中展示中国精品科技期刊上发表的最高端的学术研究成果,将与国际和国内重要检索系统链接,扩大论文影响。该平台将与汤森路透公司合作,拟利用 WOK 国际检索系统平台,与 SCI 数据库在同一平台内实现文献链接和国际引文检索,在更大范围内向世界科技同行展示和推广中国最重要的科研成果。提名论文均为 2009~2013 年在学科领域内被引率排名居前的论文。此前《中国环境科学》2007~2012 年发表的论文中有 22 篇文章入选“领跑者 5000”提名论文。